# **1. Общие сведения 137Cs**

Цезий - химический элемент I группы периодической системы Менделеева, атомный номер 55, атомная масса 132,9054. Серебристо-белый металл из группы щелочных; легкоплавкий, мягкий. Основной минерал - поллуцит. Применяют при изготовлении фотокатодов.

Блестящая поверхность металлического цезия имеет бледно-золотистый цвет. Каждый его атом содержит 55 протонов, 78 нейтронов и 55 электронов, но все эти многочисленные электроны расположены относительно рыхло - ионный радиус цезия очень велик - 1,65 Ǻ.

Продукт распада 137Cs - изотоп 137mBa с периодом полураспада 2,57 мин (Еγ = 0,662 МэВ): 137Cs ® 137mBa + γ.

137Сs - один из главных компонентов радиоактивного загрязнения биосферы. Содержится в радиоактивных выпадениях, радиоактивных отходах, сбросах заводов, перерабатывающих отходы атомных электростанций. Интенсивно сорбируется почвой и донными отложениями; в воде находится преимущественно в виде ионов. Содержится в растениях и организме животных и человека. Коэффициент накопления 137Cs наиболее высок у пресноводных водорослей и арктических наземных растений, особенно лишайников. В организме животных 137Cs накапливается главным образом в мышцах и печени.

# **1.1 Физико-химические свойства 137Cs**

Cs - мягкий металл, из-за низкой температуры плавления (Tпл = 28,6°C) при комнатной температуре находится в полужидком состоянии. Металлический Cs представляет собой вещество золотисто-белого цвета, по внешнему виду похожее на золото, но светлее. Расплав представляет подвижную жидкость, при этом его цвет становится более серебристым. Жидкий Cs хорошо отражает свет. Кристаллизуется в объёмно-центрированную кубическую решётку (тип α-железа), при высоком давлении может переходить в другие полиморфные модификации. Cs - парамагнетик.

Природный Cs - мононуклидный элемент, состоящий из единственного стабильного нуклида 133Cs. На сегодняшний день известно 39 искусственных радиоактивных изотопов цезия с массовыми числами от 112 до 151. Самым долгоживущим искусственным радиоактивным нуклидом является 135Cs с периодом полураспада T1/2 около 2,3 миллиона лет. Другой относительно долгоживущий изотоп 137Cs (T1/2 = 30,17 года). Оба эти долгоживущих нуклида являются продуктами ядерного распада.

Это - один из самых легкоплавких металлов: он плавится при 28,5 °C, кипит при 705 °C в обычных условиях и при 330 °C в вакууме. Легкоплавкость Cs сочетается с большой легкостью. Несмотря на довольно большую атомную массу элемента, его плотность при 20 °C всего 1,87. У атомов Cs своеобразная электронная структура.

Он обладает очень высокой реакционной способностью. На воздухе мгновенно воспламеняется с образованием пероксида Cs2O2 и надпероксида CsO2; при недостатке воздуха получается оксид Cs2O. С водой, галогенами, углекислым газом, серой, четыреххлористым углеродом Cs реагирует со взрывом, давая соответственно гидроксид CsOH, галогениды, оксиды, сульфиды, CsCl. С водородом взаимодействует при 200…350 °С и давлении 50…100 кгс/см2, образуя гидрид. Выше 300 °С разрушает стекло, кварц и других материалы, а также вызывает коррозию металлов. При нагревании соединяется с фосфором, кремнием, графитом. При взаимодействии со щелочными и щелочноземельными металлами, а также с Hg, Au, Bi и Sb образуются сплавы; с ацетиленом - ацетиленид Cs2C2. Большинство простых солей Cs, особенно CsF, CsCl, Cs2CO3, Cs2SO4, CsH2PO4, хорошо растворимы в воде; малорастворимы CsMnO4, CsClO4 и Cs2Cr2O7. Цезий не принадлежит к числу комплексообразующих элементов, но он входит в состав многих комплексных соединений в качестве катиона внешней среды.

Он очень быстро реагирует с кислородом и не только. Моментально воспламеняется на воздухе, но способен поглощать малейшие следы кислорода в условиях глубокого вакуума. Воду он бурно разлагает уже при обычной температуре; при этом выделяется много тепла, и вытесняемый из воды водород тут же воспламеняется. Взаимодействует даже со льдом при -116 °C. Его хранение требует большой предосторожности.

Взаимодействует и с углеродом. Только самая совершенная модификация углерода - алмаз - в состоянии противостоять его «натиску». Жидкий расплавленный Cs и его пары разрыхляют сажу, древесный уголь и даже графит, внедряясь между атомами углерода и образуя своеобразные, довольно прочные соединения золотисто-желтого цвета, которые в пределе, по-видимому, отвечают составу C8Cs5. Они воспламеняются на воздухе, вытесняют водород из воды, а при нагревании разлагаются и отдают весь поглощенный цезий.

Даже при обычной температуре реакции Cs с фтором, хлором и другими галогенами сопровождаются воспламенением, а с серой и фосфором - взрывом. При нагревании соединяется с водородом, азотом и другими элементами, а при 300 °C разрушает стекло и фарфор. Неустойчивы, а иногда огнеопасны и взрывчаты соединения Cs с азотом, кремнием и германием, а также с окисью углерода. Галоидные соединения Cs и цезиевые соли большинства кислот, напротив, очень прочны и устойчивы. Активность исходного Cs проявляется у них разве только в хорошей растворимости подавляющего большинства солей. Кроме того, они легко превращаются в более сложные комплексные соединения.

Чистый Cs чрезвычайно активный металл. Оказавшись на воздухе, он немедленно воспламеняется и сгорает. Попадая в организацию с серой или фосфором, он тут же начинает бурно «возмущаться», и это всегда приводит к взрыву. Общение с водой также сопровождается взрывом и пожаром - горит выделяющийся в ходе реакции водород.

# **2. Загрязнение почв 137Cs**

В первый послеаварийный период (1986-1989 гг.) 70 - 95% 137Cs и 50 - 70% 90Sr содержалось в верхнем 0 - 5 см слое почвы, причем преобладали «фиксировнные» необменные формы. Состояние 90Sr в почвах отличалось несколько более высоким содержанием мобильных форм. В последующем произошли изменения в соотношении легкорастворимых и фиксированных форм радионуклидов. При этом, начиная с 1991-1993 гг. и по настоящее время отмечается повышение содержания мобильных форм радионуклидов. Причем эта тенденция заметнее для радиостронция в силу его более высокой подвижности.

В настоящее время доля подвижных форм цезия в дерново-подзолистых почвах составляет около 10%, стронция - до 70%, в торфяных почвах 15% и 50% соответственно. Основное количество 90Sr в дерново-подзолистых почвах находится в наиболее мобильных формах - в водорастворимой и обменной; в торфяно-глеевой почве - в кислоторастворимой форме.

Полученные данные показывают, что период полуочищения от 137Сs верхнего слоя 0 - 5 см торфяных почв превышает в среднем 10 лет, в то время как в дерновых почвах он может быть 1,5 - 2 раза больше. Таким образом, существенная доля активности 137Сs еще значительный период времени будет присутствовать в корнеобитаемом слое почв [1].

## **2.1 Поведение 137Сs в атмосфере**

В атмосферу поступает большое количество техногенных радиоактивных газоаэрозольных выбросов. Их последующее включение в токи воздушных масс, рассеяние ведут к относительно равномерному распределению цезий-стронциевых фоновых загрязнений среды. В наибольшей степени загрязняют атмосферу наземные испытания ядерного оружия.

При попадании радиоактивных аэрозолей в тропосферу происходит их глобальное «размывание» и перемещение по географическим параллелям током воздушных масс с большой скоростью.

Основная часть загрязнений тропосферы выпадает с осадками в ближайшие дни - недели от момента взрыва. Это происходит в результате вовлечения аэрозолей в процессы формирования облаков. Незначительная часть радионуклидов сорбируется аэрозолями воздуха и коагулируется с последующим «сухим» выпадением частиц.

Гравитационное оседание частиц, ушедших в стратосферу, происходит очень медленно. Облако, ушедшее в «резервуар» антропогенных радионуклидов, захватывается стратосферными воздушными течениями по параллелям и формирует антропогенные радиоактивные кольца планеты. Формирующееся равновесие с незначительным преобладанием седиментационных процессов ведет к длительному, равномерному и малоинтенсивному загрязнению среды преимущественно северного полушария.

Состав радионуклидов ядерного происхождения за время циркуляции в стратосфере меняется. Короткоживущие радионуклиды распадаются. Их место занимают цезий-стронциевые источники загрязнения среды. Переход стратосферных радионуклидов в тропосферу с последующим осаждением происходит преимущественно на широте 25 - 30° в обоих полушариях с максимумом в Северном.

Увеличение концентрации 137Cs и 90Sr в 1986 году по сравнению с 1985 годом составило соответственно 1000 и 24 раза. Причем 90Sr в этот период находился в мелкодисперстном состоянии. Это способствовало переносу его на большие расстояния [1].

**3. Особенности миграции 137Cs**

Под миграцией следует понимать совокупность процессов, приводящих к пространственно-временному перераспределению количества того или иного радиоактивного элемента в почве.

Радионуклиды, отложившиеся на поверхности почвы, под действием разных факторов могут перемещаться в любом направлении. Причиной «горизонтального» перемещения свежевыпавших радионуклидов может быть поверхностный сток после сильного дождя; отложившихся в снегу за зиму-смыв талыми водами.

Вертикальная миграция радионуклидов по профилю почвы может быть следствием механического переноса частиц, на которых сорбированы радионуклиды, например, в результате перемещения с почвенной влагой, а также собственно перемещения в виде свободных ионов. Некоторый механический перенос радионуклидов вглубь почвы возможен вследствие разрыхления её дождевыми червями и землероющими животными.

На миграционные процессы также влияют:

) рельеф местности (горизонтальное перемещение сточными и дождевыми водами с последующим большим накоплением в низинах);

) механическая (глубокая вспашка) переработка почв, которая ведет к ускоренному перемещению радионуклидов в подкорневую глубину и исключению фактора радиационной опасности из активной миграции в экосистемах.

Процесс вертикальной миграции дополняется горизонтальным перемещением и распространением радионуклидов на более обширные и менее контрастные по радиоактивности среды территории. В процессе участвуют сообщества живых организмов почвы, грызуны, травоядные.

Наиболее доступен для корневых систем растительности стронций. Через 12 лет после поступления 90Sr в почву более 95% изотопа остается в обменной, кальцийподобной форме.

Цезий по разным источникам относится либо к сильно, либо к слабо накапливаемой группе элементов. Очевидно, это связано со временем оценки процесса миграции от момента загрязнения среды и степенью минеральной фиксации изотопа. В экспериментах и наблюдениях по миграции изотопа выявлено его преимущественное накопление в неорганической фазе почв, но при высоком содержании излучателя в биомассе [1].

**.1 Факторы, определяющие миграцию радионуклидов**

Выделяют следующие группы факторов, влияющие на миграционные процессы:

) характеристики почв;

) свойства радиоактивных элементов;

) климатические условия;

) органический мир

Обусловленность миграции этими факторами будет характерно только для природных ландшафтов.

К движущимся силам, которые вызывают вертикальную миграцию радионуклидов в почвах, относятся:

фильтрация атмосферных осадков вглубь почв;

капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения;

термоперенос влаги под воздействием градиента температур;

диффузия свободных и адсорбированных ионов;

перенос радионуклидов в составе мигрирующих частиц различных типов;

перенос корневой системой растений;

роющая деятельность почвенных животных.

В случае, если поверхностные почвенные слои сильно насыщены корнями растений, то происходит миграция радионуклидов по их корневым системам.

В агробиоценозах основная масса радионуклидов более или менее равномерно распределяется в пахотном 25 - 30 см слое. На этой глубине отмечается ярко выраженная зона аккумуляции радиоактивных веществ, где проходит граница между пахотным и ненарушенным слоем почвы.

Для целинных земель радионуклиды распределяются в вертикальном профиле почвы по экспоненциальному закону с преобладанием в поверхностных слоях. С глубиной их удельная активность в почвенных горизонтах значительно уменьшается.

На лугах радионуклиды прочно удерживаются дерниной, чему способствует большое количество гумуса. Из него они довольно медленно мигрируют.

Естественные радиоактивные элементы в лесных почвах распределены практически равномерно: несколько большая их доля характерна для иллювиального горизонта. В лесных экосистемах аккумулятором радионуклидов является подстилка в виде лиственного или хвойного опада.

**3.2 Формы нахождения радионуклидов в почве и их влияние на миграцию**

Предпосылкой вертикальной миграции выступают формы нахождения радионуклидов в почве. Между формами нахождения радиоцезия и радиостронция наблюдаются значительные отличия. В среднем свыше 90% 137Cs находится в недоступной форме. Это существенно замедляет перенос радиоцезия по почвенному профилю и блокирует его доступность для растений. В этом случае вертикальный перенос может осуществляться в основном благодаря механической миграции радионуклидов на частицах различного типа. В гидроморфных почвах механическому переносу частиц способствует влагопоток.

От 80 до 97% радиостронция находится в доступной обменной форме. Высокий показатель легкодоступной формы радиостронция характеризует его интенсивную миграционную способность.

Установлено, что формы 90Sr главным образом определяются ионно-обменной емкостью поглощения, содержанием и составом гумусовых веществ почвы. Динамика водорастворимых, обменных и «фиксированных» форм радионуклидов и соотношение этих форм между собой в значительной степени определяют впоследствии интенсивность миграционных процессов [1].

# **4. Обнаружения и измерения ионизирующих излучений**

Работа дозиметрических приборов основана на способности излучений ионизировать вещество среды, в которой они распространяются. В зависимости от природы регистрируемого физико-химического явления, происходящего в детекторе под воздействием ионизирующего излучения, различают следующие методы обнаружения измерения ионизирующих излучений.

Ионизационный метод основан на явлении ионизации молекул, которая происходит под воздействием ионизирующих излучений в среде (газовом объеме), в результате чего электропроводность среды увеличивается, что может быть зафиксировано соответствующими электронно-техническими устройствами.

Химический метод основан на способности молекул некоторых веществ в результате воздействия ионизирующих излучении распадаться, образуя новые химические соединения. По плотности окраски судят о дозе излучения (поглощенной энергии).

Сцинтилляционный метод измерения ионизирующих излучений основан на том, что некоторые вещества (сульфит цинка, иодид натрия) светятся при воздействии на них ионизирующих излучений. Количество световых вспышек пропорционально мощности дозы излучения и регистрируется с помощью специальных приборов - фотоэлектронных умножителей.

Фотографический метод основан на способности молекул бромида серебра, содержащегося в фотоэмульсии, распадаться на серебро и бром под воздействием ионизирующих излучений. При этом образуются мельчайшие кристаллики серебра, которые вызывают почернение фотопленки при ее проявлении. Плотность почернения пропорциональна поглощенной энергии излучения [1].

# **5. Экспериментальная часть**

Отбор проб почвы

Производиться для определения запаса радионуклидов. Под запасом радионуклидов понимается активность изотопов цезия-137, или другого радионуклида в слое 20 см. Одним из методов контроля за радиоактивным загрязнением почвы является метод отбора проб почвы с последующим их гамма-спектрометрическим анализом в лабораторных условиях. Для того чтобы результаты измерений могли быть распространены на исследуемую территорию, а не характеризовали только место отбора пробы, сами места отбора проб должны быть представительными.

Площадь пробоотборника 100 см2, высота 70 см. Уменьшенный диаметр пробоотборника объясняется тем, что для пахотных почв и для глубин более 10 см изменение содержания радионуклидов в почве с глубиной значительно меньше, чем для поверхностного слоя почвы, что позволяет проводить исследование более толстых слоев, а следовательно, отбираемые пробы могут быть меньшего диаметра. Пробы упаковывают в полиэтиленовые мешки и заворачивают в бумагу, снабжая этикетками с подробным описанием места отбора пробы и состояния поверхности почвы.



Рис. 1. Пробоотборник для глубинных горизонтов почвы: 1 - ручка-вороток, 2 - колпак, 3 - полуцилиндр с муфтой, 4 - полуцилиндр съемный, 5 - муфта

## **Подготовка проб к измерению.**

## Пробы почвы освобождаются от включений (камней, сучьев, корней и т.д.), измельчаются, высушиваются, и тщательно перемешиваются до получения однородной массы.

Все работы необходимо проводить на полиэтиленовой пленке исключая потери частиц почвы.

## **Порядок работы.** Измерение удельной активности 137Сs проводилось на гамма-бета спектрометре МКС-АТ 1315 и на полупроводниковом гамма-спектрометре GCD-100220.

**Сцинтилляционный бета-спектрометр** выполнен на базе гамма-бета-спектрометра МКС-АТ1315 (рис. 2).

Рис. 2. Сцинтилляционный бета-гамма-спектрометр МКС-АТ1315

Он представляет собой комбинированное двухдетекторное спектрометрическое и радиометрическое средство измерения смешанного гамма-бета-излучения.

В качестве детектора гамма-излучения используется сцинтилляционный блок детектирования гамма-излучения с кристаллом NaI(TI). В качестве детектора бета-излучения используется сцинтилляционный блок детектирования бета-излучения (БДБ) с пластмассовым сцинтиллятором. В состав спектрометра входит персональный компьютер со встроенными блоками обработки информации и питания.

Спектрометр предназначен для качественного и количественного гамма-бета-анализа проб объектов окружающей среды различной консистенции (продуктов питания, питьевой воды, сельскохозяйственной продукции и сырья и др.) на содержание гамма-бета-излучающих радионуклидов.

В качестве измерительных кювет используются:

ь сосуд Маринелли емкостью 1,0 л,

ь плоский сосуд емкостью 0,5 л,

ь плоский сосуд типа «Дента» емкостью 0,2 л.

Накопленная информация о спектре бета-излучения пробы выводится на монитор ПК и обрабатывается средствами программного обеспечения.

Состав бета-спектрометра:

ь Блок детектирования бета-излучения.

ь Блок защиты.

ь Блок обработки информации (установлен в ПК).

ь Блок питания (установлен в ПК).

ь Персональный компьютер.

ь Набор измерительных кювет

Принцип действия спектрометра основан на накоплении и обработке амплитудных спектров импульсов, поступающих от БДБ. Амплитуда импульсов, пропорциональная энергии гамма-бета-излучения, преобразуется в цифровой код, который хранится в запоминающем устройстве (ЗУ) БОИ. Информация из ЗУ в реальном масштабе времени считывается ПК и после обработки выводится на монитор.

БП обеспечивает питание БДБ. Величина, время нарастания и спада высокого напряжения задаются программно.

Структурная схема спектрометра в данном режиме представлена на рисунке. 3.



Рис. 3. Структурная схема спектрометра

Управление работой спектрометра и обработка спектров осуществляется ПК.

## **Полупроводниковый гамма-спектрометр** с коаксиальным детектором из особо чистого германия GCD-100220.

# Спектрометр предназначен для измерения активности гамма-излучающих радионуклидов в условиях лабораторий, промышленных и технологических помещений.

Блок детектирования GCD-100220 представляет собой БД на основе ОЧГ коаксиального детектора с азотным охлаждением и состоит из криостата, предусилителя и сосуда Дьюара.

Относительная эффективность регистрации для энергии 1,33 МэВ не менее 100%, энергетическое разрешение не более 200 эВ. Диапазон энергий регистрируемых квантов 40…10000 кэВ. Минимальная общая удельная активность в измеряемой пробе не менее 200 кБк/кг.

# **Экспериментальное определение содержания 137Сs в почве**

Пробу почвы (mпр= 164 г.) поместили в денту (mд= 5,5 г) объемом 0,1 л, взвесив сосуд вместе с пробой, поставили в детектор. Перешли в режим набора спектра, при этом ввели значения продолжительности измерения, массы пробы и геометрии измерения. Время измерения можно установить приблизительно, т.к. при необходимости набор спектра может быть продолжен.

Для начала необходимо установить высокое напряжение и прогреть прибор. Затем проверить параметры прибора путем установления в блок детектирования контрольного источника. После этого можно проводить измерение проб. Проведя обработку данных спектра, получили активность и погрешность измерений. Занесли полученные данные в таблицу 1.

Таблица 1. Результаты измерений пробы почвы

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| **Р/нуклид** | **Активность, Бк/кг** | **Абс. погр., Бк/кг** | **Отн. погр. %** |
| 137Сs | 23,10 | 11,79 | 51,06 |
| 90Sr | 0 | 141,2 | - |
| 40K | 339,54 | 54,23 | 15,97 |

В результате измерения почвы на гамма-бета спектрометре МКС-АТ 1315, было выявлено присутствие в пробе не только 137Сs, а так же 40K.

Аналогичные измерения удельной активности 137Сs проводились на полупроводниковом детекторе.

Полученный гамма-спектр приведен на рис. 2 Приложения.

На данном спектре отчетливо виден пик 137Сs.

Таблица 2. Результаты измерения пробы почвы

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| **Р/нуклидАктивность, Бк/кгАбс. погр., Бк/кгОтн. погр. %** |  |  |  |
| 226Ra | 500 | 15 | 40 |
| 232Th | - | 31 | 30 |
| 137Cs | 170 | 64 | 11 |
| 40K | 260 | 1200 | 12 |

В результате измерения почвы на полупроводниковом спектрометре, были выявлены в пробе не только 137Сs, так же 226Ra, 40K, 232Th.

# **Заключение**

цезий загрязнение почва радионуклид

В результате проведенных исследований можно сформулировать следующие выводы:

. По литературным данным ознакомились с характеристикой 137Cs.

. Экспериментально определили удельную активность 137Cs в почве с помощью сцинтилляционного и полупроводникового спектрометров.

. Анализ показал, что оба детектора можно применять для определения удельной активности 137Cs в почве

Таким образом, сформулированные задачи выполнены и поставленная цель достигнута.

# **Список источников**

1. Радиоэкологический мониторинг: практическое пособие по спецкурсу для студентов специальности 1-33 01 02 «Геоэкология» / Н.А. Ковзик; М-во образования РБ; Гомельский гос. ун-т им. Ф. Скорины. - Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2011

. Гутько В.И., Ермоленко Н.В., Чистик О.В. Методические указания по проведению учебной радиоэкологической на базе в г. Хойники: учебное пособие. - Мн.: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2007. - 66 с.

3. Василенко И.Я. Радиоактивный цезий-137 // Природа. - 1999. - №3. - С. 70-76.

. http://www.atomtex.com.

. Популярная библиотека химических элементов. Книга вторая. Серебро-Нильсборий и далее. - 3 изд. - М.: Издательство «Наука», 1983. - С. 91-100. - 573 с. - 50 000 экз.

. Калашникова В.И., Козодаев М.С., Детекторы элементарных частиц, М., 1966 (Экспериментальные методы ядерной физики, [ч. 1])

. Единая методика по мониторингу радиоактивного загрязнения природной среды (почва). Минск - 2000.